

# Revisão descritiva sobre qualidade da água, parâmetros e modelagem de ecossistemas aquáticos tropicais.

Alan Cavalcanti da Cunha<sup>1</sup>

1. Universidade Federal do Amapá. Rodovia Juscelino Kubitschek, Km 02, Jardim Marco Zero, CEP 68903-419, Macapá, Amapá, Brasil. E-mail: [alancunha@unifap.br](mailto:alancunha@unifap.br)

**RESUMO:** A investigação trata de uma revisão descritiva sobre qualidade da água em rios e reservatórios de barragem bem como os principais processos físicos, químicos e biológicos que afetam seus ecossistemas. O objetivo foi descrever um panorama geral sobre as novas tendências de investigações sobre o tema, com destaque aos efeitos de barragens na Amazônia. Foram investigados na literatura os principais gradientes físicos, químicos e biológicos que influenciam o equilíbrio desses ecossistemas em bacias e sua interação com o clima e a hidrologia. Estudos de caso foram considerados para a bacia hidrográfica do rio Araguari - Amapá/Brasil. A metodologia consistiu na descrição, importância, vantagens, limitações e análise crítica sobre o uso de modelos da qualidade da água como suporte à tomada de decisão na conservação de ecossistemas aquáticos sob duas perspectivas: uso do solo da bacia e influência climática. A bacia do rio Araguari foi utilizada como referência de análise para outras regiões da Amazônia. Ao longo dos últimos 10 anos de estudo, concluiu-se que o rio Araguari apresenta forte resiliência a impactos ambientais apesar do atual uso e ocupação do solo na bacia. Entretanto, alguns indicadores da qualidade da água, em trechos significativos do seu médio e baixo cursos, sugerem que efeitos antropogênicos ou "naturais" já se encontram próximos dos limites legais no horizonte de curto e médio prazos, principalmente devido ao acúmulo de impactos negativos que tendem a desequilibrar sua capacidade de resiliência.

**Palavras-chave:** ecossistemas aquáticos, modelos de qualidade da água, impactos ambientais, barragem, uso do solo.

**ABSTRACT:** Descriptive review on aquatic ecosystems from the perspective of modelling of water quality. The research is a descriptive review on water quality in rivers, dam reservoirs and the main physical, chemical and biological processes that affect their ecosystems. The objective was to describe an overview of the new trends of research on the topic, highlighting the effects of dams in the Amazon. The main gradients physical, chemical and biological processes that influence the balance of these ecosystems in watersheds and their interaction with climate and hydrology were investigated based on the literature of the area. Case studies were considered for the river basin Araguari - Amapá / Brazil. The methodology consisted of a description, importance, advantages, limitations, and critical analysis on the use of water quality models to support decision making for conservation of aquatic ecosystems from two perspectives: land use of the basin and climatic influence. The river basin Araguari was used as the reference analysis to other regions of the Amazon. Over the last 10 years of study, it was concluded that the Araguari exhibits strong resilience to environmental impacts despite the current use and land cover in the basin. However, some indicators of water quality parameters in significant portions of its middle and lower courses, suggest that anthropogenic or "natural" effects are already close to the legal limits in the short and medium term, mainly due to the accumulation of negative impacts that tend to unbalance its resilience.

**Keywords:** aquatic ecosystems, water quality modeling, environmental impacts, dam, land use.

## 1. Introdução

Botkin e Keller (2011) conceituam bacia hidrográfica como a região ou superfície que contribui para o escoamento superficial (*runoff*) de um corpo d'água. O termo *bacia hidrográfica* é geralmente utilizado na avaliação das condições hidrológicas de uma área, como o fluxo de um

rio. As bacias de drenagem variam enormemente em tamanho (Tucci, 1998), desde um ha (2,5 acres) até milhões de metros quadrados e normalmente recebe o nome de seu rio principal.

De acordo com Parolin et al., (2005) os rios da Amazônia podem diferir fortemente em relação à química da água e aos sedimentos transportados. Os referidos autores classificam três tipologias de

qualidade da água: 1) rios de *água branca*, como o Amazonas, Purus, Madeira e Juruá, que nascem na região andina e pré-andina, cuja coloração branca ou barrenta deve-se à carga de sedimentos transportados, oriundos de processos erosivos. Nestes casos, a concentração de metais alcalinos é alta mantendo um pH quase neutro, além de altas concentrações de sais minerais em solução, considerados como de alta produtividade natural, com fauna e flora economicamente importantes (várzeas) (WARD et al., 2013); 2) rios de *água preta*, como o rio Negro, cujo leito drena sedimentos terciários, apresentam processos erosivos mais amenos, conseqüentemente com baixa carga sedimentar, onde a presença da floresta contribui para a produção de substâncias húmicas que, aliadas à falta de cálcio e magnésio, conferem um caráter ácido às suas águas e, portanto, um pH baixo e cor de "café" (igapós); e 3) rios de *água clara*, que se caracterizam como transparente, de cor esverdeadas, transportando pouco material em suspensão. A concentração de metais é menor do que as da água branca, variando de acordo com a localização de seus mananciais. São rios de produtividade natural variável, porém mais baixa do que dos rios de água branca (também chamados de igapós). Por exemplo, questões sobre como quais elementos químicos poderiam limitar a abundância de um determinado organismo específico, população ou espécie, forçam a busca por respostas primeiramente no nível de ecossistema (DIAS, 2007; CUNHA, 2012).

Em um ecossistema, os ciclos químicos se iniciam com estímulos (*inputs*) externos. No solo, estímulos químicos se iniciam na atmosfera por meio das chuvas (NOBRE e NOBRE, 2005; OLIVEIRA et al., 2010; NEVES et al., 2011), pelos sólidos transportados pelos ventos (denominados de precipitação seca), pelas erupções vulcânicas e do solo contíguo por meio de fluxos dos riachos, igarapés e estuários (PAROLIN et al., 2005; KIM et al., 2006; WEISSEMBERGER et al., 2010; BOTKIN e KELLER, 2011; SANTOS, 2012; CUNHA et al., 2012; WARD et al., 2013).

Segundo Benetti *et al.* (2003) *apud* Paulo (2007), do ponto de vista da conservação dos ambientes aquáticos os processos que determinam a heterogeneidade, entendida como diversidade estrutural do ambiente, estão

intimamente ligados ao regime fluvial, que determina fatores como profundidade, velocidade da corrente, tipo de substrato e geometria do canal (BÁRBARA, 2006; BRITO, 2008; SANTOS, 2012; CUNHA et al., 2013).

Os referidos autores destacam os principais processos naturais envolvidos: a) **corrente** (hidrodinâmica), que afeta a distribuição de muitas espécies de organismos aquáticos que habitam zonas mais lentas ou mais rápidas dos rios. Além disso, o regime hidrológico fluvial é caracterizado pela variabilidade dos fluxos, tanto no sentido de montante para jusante como no sentido vertical e lateral, além da dimensão temporal (sazonal); b) **substrato**, que em leitos de rios de áreas montanhosas e nascentes ou reservatórios é comum encontrar depressões (poças de fundo), pedras e pedregulhos, os quais, por sua vez, são importantes para a desova de espécies que os utilizam para proteger seus ovos da correnteza e dos predadores, influenciando a distribuição e a abundância de peixes (HANH e FIGI, 2007); c) **temperatura**, que afeta o metabolismo dos organismos, a disponibilidade de alimentos, seu consumo e conseqüentemente exposição a predadores (HAHN e FIGI, 2007; d) **oxigênio dissolvido** OD e consumido (DBO), são considerados fatores limitantes da vida nos ecossistemas aquáticos, dependendo principalmente das correntes e têm papel fundamental de renovação da água provendo o necessário gradiente na concentração de oxigênio dissolvido requerido para a sobrevivência dos peixes (BÁRBARA et al., 2010; CUNHA et al., 2011). Muitos organismos não conseguem satisfazer suas necessidades de oxigênio em vazões baixas e altas temperaturas (CUNHA et al., 2013). Além disso, há um crescente interesse de estudiosos da área sobre o comportamento das variações diurnas de águas rasas turbulentas, pois modificações físicas, tais como canalizações, construção de reservatórios e retirada de vegetação ripária das margens, podem causar um pronunciado efeito sobre os regimes térmicos, afetando a biota aquática.

Parolin et al., (2005) acrescentam que florestas alagadas interagem com os rios de modo muito peculiar, pois a recorrência regular e forte impacto da inundação sazonal promoveram o desenvolvimento de adaptações de plantas e animais e as interações entre elementos dos rios e

elementos das florestas, amplamente dependentes do pulso das inundações. Deste modo, a qualidade da água determina a composição florística da planície inundada (CUNHA, 2012), e a vegetação em volta influencia a qualidade da água (BRITO, 2008; BÁRBARA et al., 2010; PINHEIRO e CUNHA, 2010), em termos de conteúdo de oxigênio, ácidos húmicos, bioelementos adsorvidos e liberados (PAROLIN et al., 2005; WEISSEMBERGER et al., 2010).

Segundo Ambrizzi e Araújo (2012), do ponto de vista das mudanças climáticas, os rios e reservatórios têm um papel relevante para o balanço global de carbono. Mas, segundo NOBRE e NOBRE (2005), há poucos valores quantitativos a respeito de trocas de CO<sub>2</sub> (como resultante do processo de respiração medida pela DBO, entre a superfície e atmosfera. Porém, recentemente, novas informações foram obtidas sobre o funcionamento e a complexidade das interações da floresta com os rios, bem como suas ligações com o ciclo das águas e suas implicações no ciclo do carbono (PAROLIN et al., 2005; AZEVEDO et al., 2008; WEISSEMBERGER et al., 2010; WARD et al., 2013).

Nobre e Nobre (2005) asseveram que os rios podem ainda ser um complicador no balanço global de carbono, pois estes ecossistemas inundáveis na Amazônia seriam fortes emissores naturais de CO<sub>2</sub> e de outros gases estufa, o que adicionaria uma incerteza importante aos fatores de emissão conhecidos, confundindo o papel da floresta. Isto porque os sistemas aquáticos funcionariam como estoques pulsantes de carbono, em sincronia com as cheias e vazantes (WARD et al., 2013), mas que os saldos e trocas ao longo do tempo seriam próximos de zero (NOBRE e NOBRE, 2005).

Nesta direção, as informações disponíveis sobre o carbono no complexo sistema de trocas da Amazônia ainda não são suficientes para definir se a região é um sumidouro, uma fonte ou se é ambos, dependendo do clima e das mudanças no uso da terra. Por exemplo, Ward et al., (2013) explicam que, no caso do baixo rio Amazonas, o corpo d'água é um emissor de grande importância para o balanço de carbono regional, o que reduz parte de incertezas argumentadas por Nobre e Nobre (2005) e eleva

o grau de importância dos rios e suas interações com as florestas no balanço global do carbono, incluindo-se os efeitos aditivos de reservatórios de barragens (KEMMENES et al, 2008).

Neste contexto, devido a importância da interação floresta-rio-atmosfera e a crescente inserção de barragens nos ecossistemas aquáticos naturais da Amazônia, Cunha et al., (2011) e Cunha et al., (2013) iniciaram uma série de análises sobre os componentes hidrológicos, hidrodinâmicos e de qualidade da água e capacidade dispersiva destes sistemas, os quais não só observaram que raramente esta temática está presente na literatura científica da área na Amazônia como também sugerem que estes mesmos componentes explicam razoavelmente uma ampla variação dos parâmetros ecológicos apresentados em estudos limnológicos na Amazônia.

Em linhas gerais, algumas tendências teórico-ecológicas são consideradas a seguir com o objetivo de mostrar a importância e a amplitude deste eixo temático como suporte à gestão e conservação de ecossistemas aquáticos tropicais.

### **1.1 Modelos de funcionamento de ambientes fluviais: conceito do contínuo fluvial**

De acordo com Amorim e Luz (2006) o conceito do contínuo fluvial (*River Continuum Concept* - RCC), proposto por Vannote *et al* (1980) *apud* Amorim e Luz (2006) é baseado na teoria do equilíbrio de energia da geomorfologia fluvial, a qual afirmam que desde a nascente até a foz as variabilidades físicas dentro do sistema fluvial apresentam um contínuo gradiente de condições. Neste conceito, os processos fluviais são destacados apenas nas dimensões longitudinal e temporal, desprezando os efeitos da profundidade e das inundações laterais sazonais.

As comunidades biológicas fluviais se ajustam a este gradiente (CUNHA, 2012) para utilizar eficientemente a entrada de energia, com o mínimo de perda. Para isso, comunidades que se estabelecem a jusante dão continuidade aos processos ineficientes de montante. Além da busca por eficiência energética ao longo do rio, existe também a manutenção do equilíbrio do fluxo de energia no decorrer do tempo. As comunidades biológicas formam uma sequência de espécies sincronizadas que se revezam

sazonalmente (CUNHA, 2012). Quando uma espécie completa seu crescimento é substituída por outra, que exerce a mesma função, distribuindo ao longo do ano a utilização da energia (AMORIM e LUZ, 2006). O conceito do contínuo fluvial descreve a estrutura e função de comunidades ao longo de um sistema fluvial sem interferências antrópicas, fornecendo subsídios para a integração de processos bióticos e abióticos.

Statzner e Higler (1985) *apud* Amorim e Luz (2006) defendem modificações da base teórica do RCC (*River Continuum Concept*), pois alguns dos princípios do conceito ou estão em conflito com o conhecimento atual da ecologia fluvial ou estão abertos às várias interpretações. Os referidos autores sugeriram a exclusão dos princípios da maximização da utilização da energia por revezamento de espécies; da ausência de sucessão e invariância temporal em comunidades lóticas e dos mecanismos específicos comandando a alta diversidade biótica em regiões médias do rio. O conceito da descontinuidade serial (CDS) foi proposto por Ward e Stanford (1983) como uma extensão do conceito do contínuo fluvial. No modelo de Vannote (1980), por exemplo, o CDS prevê respostas de ecossistemas fluviais para fluxos regulados e propõe que os rios têm uma tendência (resiliência) para recuperar suas condições naturais a partir de certa distância de uma barragem (BRITO, 2008; BÁRBARA et al., 2010; CUNHA et al., 2011).

Ward e Stanford (1995) e Ward et al. (2002) estenderam o conceito acrescentando a dimensão lateral, além da longitudinal. Stanford e Ward (2001) apresentaram medidas de distâncias descontínuas para nove rios em seis países confirmando a predição do conceito. A expansão baseou-se em estudos sobre planícies inundáveis que passaram a ocorrer a partir de 1980, tal como o conceito do pulso de inundação. A importância deste conceito é a inserção das variações sazonais na quantificação da vazão ecológica ou vazão ambiental em bacias (SANTOS e CUNHA, 2013).

## 1.2 Conceito de pulso de inundação

O regime hidrológico fluvial é caracterizado pela variabilidade dos fluxos, tanto no sentido de

montante para jusante como no sentido transversal e lateral, além da dimensão temporal. Nos períodos secos as águas fluem pelo leito de vazante variando até o leito menor, e nas cheias, o nível do rio varia entre o leito menor e o sazonal maior que é regularmente ocupado, pelo menos uma vez ao ano, alagando a planície de inundação. O leito maior excepcional apenas é submerso nas enchentes, em intervalos irregulares.

Com base em características fluviais de grandes rios, tais como Amazonas e Mississipi, o conceito do pulso de inundação foi formulado a partir de discussões sobre grandes rios e a aplicabilidade do Conceito de Contínuo Fluvial em grandes sistemas rio – planície de inundação (JUNK *et al.*, 1989; JUNK *et al.*, 2011). Este conceito enfoca as trocas laterais de água, nutrientes e organismos entre o canal do rio e a planície conectada. Por exemplo, segundo Parolin et al., (2005), as florestas da Amazônia Ocidental são mais ricas em espécies devido a maior pluviosidade naquela região do que na Amazônia Oriental, e que a alta diversidade das primeiras relaciona-se ainda a outros fatores, tais como a sazonalidade climática pouco variável ao curso do ano.

De acordo com Junk *et al.* (1989) as flutuações de nível d'água ou os pulsos de inundação periódicos controlam os sistemas de planície que se ligam aos corpos d'água por intermédio de uma zona úmida transicional, determinando comunidades de plantas e animais, produção primária e secundária e ciclo de nutrientes. Em rios estuarinos, por exemplo, este efeito pode ser mais intenso pois, de acordo com Constanza et al., (1997) e Nobre e Nobre (2005), há uma série de serviços ambientais promovidos pela biodiversidade, como estocar carbono, manter o funcionamento do ecossistema como elemento de preservação da qualidade da água e estabilidade do ciclo hidrológico, redução da erosão do solo, manutenção de uma variedade de polinizadores úteis à agricultura e moderação dos extremos climáticos (NEVES et al., 2011).

## 1.3 Importância ecológica das planícies inundáveis

Os organismos das florestas e do meio aquático são altamente adaptados aos ciclos de

inundação que influenciam os ciclos biogeoquímicos das águas (BIANCHINI JUNIOR e SANTINO, 2011). Por exemplo, Ward et al., (2013), estudando o baixo rio Amazonas, sugerem que a imensa quantidade de gás CO<sub>2</sub> emitida pelos rios para a atmosfera é parte do novo paradigma global do ciclo do carbono, pois os processos hídricos continentais transportam e respiram cerca de 2,7P g C/ano em todos os rios do mundo. Ou seja, trata-se de um fluxo líquido equivalente às fontes terrestres antropogênicas de CO<sub>2</sub> de 2,8 P g C/ano.

Christofoletti (1981) afirma que a alternância entre inundação e emersão é o aspecto fundamental que controla a erosão e a deposição nas planícies definindo comunidades bióticas, processos biológicos e ambientes característicos em ecossistemas fluviais. Allen (1970) *apud* Amorim e Luz (2006) descreveu o processo de inundação das planícies em uma sequência de quatro fases: transbordamento das águas do rio para as planícies de inundação; enchimento das planícies de inundação; esvaziamento das planícies de inundação e secamento das planícies de inundação.

Os ambientes rios-planícies de inundação são caracterizados pela transição entre os ecossistemas aquático e terrestre, refletindo no desenvolvimento de vegetação específica. A disponibilidade de áreas úmidas em períodos que ocorrem naturalmente durante o ano permite a germinação de espécies da flora aquática e anfíbia de ciclo curto (PAROLIN et al., 2005). Segundo os referidos autores, cerca de 1000 espécies de árvores já foram descritas nas áreas inundáveis da Amazônia, em que muitas preferem as elevações mais acentuadas que são inundadas por poucas semanas ao ano, com profundidades maiores que três metros (florestas de várzeas altas). Na várzea baixa, as espécies diferentes que resistem à inundação prolongada atingem profundidades de até 8 a 10 m. As árvores se utilizam de diferentes estratégias para suportar a inundação. Algumas perdem as folhas, outras conservam-nas, e certas espécies mantêm as mesmas até embaixo da superfícies da água.

Parolin et al. (2005) afirmam que a maioria das espécies arbóreas floresce e frutifica quando a água está alta, configurando-se em uma adaptação ao ambiente semi-aquático, onde a dispersão dos frutos e das sementes ocorrem em parte por meio

da água (hidrocórica) e dos peixes (ictiocórica). Além disso, a vegetação ciliar tem papel importante na biodiversidade do rio, além de controlar o excesso de nutrientes e sedimentos que alcançam o seu leito, por meio do alagamento sazonal das planícies, além de formar corredores que interligam os remanescentes de matas (PEDRALLI e TEIXEIRA, 2003).

A inundação das áreas marginais auxilia o processo de decomposição, pois no leito do rio existem maiores níveis de oxigênio dissolvido (OD). A matéria orgânica degradada (DBO) e acumulada no solo durante o período seco é incorporada à água, retardando o assoreamento das lagoas marginais, pois evita o acúmulo de material nestes ambientes. Além disso, propicia a colonização de macroinvertebrados e microrganismos que incorporam nitrogênio no material em decomposição (THOMAZ *et al.*, 2003).

Ao iniciar o decréscimo do nível d'água, os ambientes lacustres desconectam-se do leito principal do rio, drenando sedimentos e aumentando o nível de oxigênio dissolvido nas lagoas (HENRY, 2003). No decorrer do período de baixos níveis fluviométricos as plantas aquáticas que se beneficiaram das áreas alagadas no período de cheia morrem e liberam nutrientes para as áreas inundáveis que estão expostas. Esses nutrientes são acumulados no solo e utilizados pela vegetação terrestre que irá se desenvolver (THOMAZ *et al.*, 2003).

A entrada de sedimentos e de matéria orgânica fornece a matéria prima que cria a estrutura física do habitat, os substratos e os locais de desova e armazenagem de nutrientes que sustentam as plantas e os animais aquáticos (BARON *et al.*, 2003, HANH E FIGI, 2007). Durante as cheias, a retenção de sedimentos e matéria orgânica pelas raízes da vegetação forma microhabitat para pequenos animais e outras plantas que se fixam nesse substrato (PEDRALLI e TEIXEIRA, 2003).

Assim como a vegetação, os ciclos biológicos da fauna estão sincronizados com as variações sazonais do regime hidrológico (HANH e FIGI, 2007). As características das vazões, como as amplitudes, durações, frequências, taxas de recessão e ascensão e a época em que ocorrem as cheias e secas, acionam processos migratórios com a finalidade de reprodução ou busca por alimento. Além disso, as inundações facilitam a

distribuição (dispersão) de organismos pelo rio, já que as suas águas podem conectar-se com lagoas localizadas nas planícies fluviais (BARON *et al.*, 2003), proporcionando diversidade de habitat para peixes adultos e condições de sobrevivência para alevinos. Quando inicia o período de vazante as águas escoam das planícies para o leito do rio, desconectando lagoas marginais e provocando o isolamento de alguns animais que não conseguem fugir na mesma velocidade das correntes, tornando-se alimento necessário para predadores maiores, além de tornar as condições do ambiente favoráveis às espécies da fauna e flora que são diferentes dos períodos de cheia.

A alternância na situação do ambiente (períodos de cheia e seca) fornece oportunidade a todos os organismos, em épocas distintas, de sobrevivência no meio. Assim, todos os processos biológicos que ocorrem no ecossistema são interligados e sincronizados com fatores abióticos (PAROLIN *et al.*, 2005). Qualquer alteração no padrão da dinâmica fluvial desarmoniza o sistema rio-planície de inundação desregulando o fluxo de nutrientes e sedimentos e descontrolando a relação entre o regime hidrológico e o ciclo de vida da fauna e flora, comprometendo a biodiversidade local (CUNHA *et al.*, 2013).

#### 1.4 Aplicabilidade dos conceitos na determinação de vazões ecológicas

A implantação de barragens em um curso d'água tem diversas finalidades voltadas para o desenvolvimento econômico e social de uma região, tais como geração de energia elétrica, retenção de água para irrigação, abastecimento de cidades, controle de inundações e outros. Para minimizar os problemas gerados pela implantação de barragens vêm sendo desenvolvidas metodologias para determinar o fluxo de água que deve ser mantido no leito do rio a fim de proteger o ecossistema aquático (SANTOS e CUNHA, 2013).

Porém, estudos recentes (COLLISCHONN *et al.*, 2005; AMORIM e LUZ., 2005; O'KEEFFE, 2006; AMORIM e CIDREIRA, 2006; PAULO, 2007) sugerem que a saúde do ambiente aquático-terrestre depende da variação sazonal da vazão do rio e não do nível médio d'água ao longo de todo ano, como pode ser o

caso de um barramento hidroenergético. Essa variação sazonal, cujo propósito é a proteção ambiental, denomina-se de regime de vazões “ecológicas” que conjuntamente com os múltiplos usos, forneceria ao ecossistema aquático condições de diversidade de *habitat* (SANTOS e CUNHA, 2013).

Com barramentos o regime fluvial passa a ser controlado de acordo com as demandas de uso da água pelo homem, atenuando cheias e secas a fim de tornar o rio e a disponibilidade hídrica “regularizados”. Segundo Pinheiro e Cunha (2010), na Amazônia, tem sido justificado diversos aproveitamentos hidrelétricos a *fio d'água*, que não são considerados como de regularização, nos quais o nível d'água permanece “constante”, mas nem sempre verificável do ponto de vista ecológico.

Para a determinação da “vazão ecológica” utilizam-se métodos variados, com classificação em vários grupos. Benetti *et al.* (2003) subdividiram os grupos de métodos desenvolvidos por diversos autores em seis categorias, acrescentando as que utilizam regressões múltiplas e métodos informais. Mas todos apresentam limitações quanto a uma conceituação definitiva a este parâmetro.

Segundo Santos e Cunha (2013) o critério de cálculo de vazões outorgáveis utilizado pela Agência Nacional de Águas (ANA) é o mesmo adotado por grande parte dos estados da federação. Contudo, este critério não parece ser adequado em virtude da necessidade que a vazão ambiental tem de estar adaptada às particularidades e necessidades naturais da bacia hidrográfica e também das demandas humanas por água. Como é sabido o Brasil é dotado de peculiaridades regionais bastante acentuadas e diversificadas, a exemplo das bacias hidrográficas amazônicas (TUCCI, 1998).

No Brasil alguns métodos internacionais estão sendo adaptados para redefinir a determinação de vazões ecológicas, tendo alguns trabalhos pioneiros como Arnéz (2002), Dyson *et al.* (2003), Collischonn *et al.*, (2005), Amorim e Luz (2006), Galvão (2008), Santos e Cunha (2013), dentre outros, que consideram variáveis culturais, ecológicas, econômicas e as demais demandas e alterações humanas no recurso.

Estados da região Norte do Brasil como Acre, Pará, Tocantins e Rondônia possuem a outorga

regulamentada. No entanto, a exemplo do restante do país essa regulamentação está fundamentada apenas em critérios hidrológicos (estatísticos), desconsiderando as demais variáveis socioambientais envolvidas. O Estado do Amapá ainda não dispõe do objeto de outorga regulamentado. Por outro lado, em virtude de novos empreendimentos hidrelétricos preteridos nas bacias do Araguari e Jari (SANTOS e CUNHA, 2013), a expectativa é que se regulamentem os usos das águas para evitar que as mesmas sejam utilizadas de forma indiscriminada.

Ressalte-se, ainda, que neste contexto as decisões de gerenciamento voltadas para a conservação de ecossistemas aquáticos poderão ser fortemente impactantes para a biodiversidade aquática tropical, se não se utilizar bem esses critérios de outorga, especialmente sob os reflexos da expansão da fronteira hidroenergética recente em toda a bacia amazônica (MARINS, 2013; KEMMENES et al., 2008).

### 1.5 Barragem e meio ambiente

Kemenes, et al., (2008) descrevem que a energia é essencial para o desenvolvimento social e econômico do mundo. No entanto, sua produção e consumo provocam danos ambientais consideráveis. Mas o uso crescente de combustíveis fósseis é apontado como a principal causa do aumento nas concentrações de gases de efeito estufa na atmosfera e, possivelmente, do fenômeno de aquecimento global (AMBBRIZZI e ARAÚJO, 2012). Entretanto, outras modalidades de geração de energia contribuem, como por exemplo, as usinas hidrelétricas (UHEs).

Neste contexto, existe uma noção disseminada de que as UHEs, que geram cerca de 77% da eletricidade produzida no Brasil (SOITO e FREITAS, 2011; MARINS, 2013), fornecem uma energia "limpa", o que vem gerando controvérsias na literatura (VIANA, 2002; KEMENES et al., 2008; WEISSEMBERGER et al., 2010; BIANCHINI JUNIOR e SANTINO, 2011; CUNHA et al., 2013).

Kemenes et al. (2008) afirmam que a decomposição de matéria orgânica nas áreas alagadas por reservatórios de algumas usinas pode gerar e emitir para a atmosfera quantidades

expressivas de metano ( $\text{CH}_4$ ) e gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ), dois gases envolvidos no processo de aquecimento global. Os referidos autores alertam que os reservatórios de UHEs podem provocar aumento significativo nas concentrações de alguns gases-estufa, com diversas implicações sobre os balanços de carbono na biosfera citados anteriormente.

O represamento dos rios, para gerar energia, aumentou enormemente as áreas alagadas no mundo. De acordo com Vörösmarty et al. (2003), cerca de 40% de toda água descarregada pelos rios são interceptadas por barragens e 25% do fluxo de sedimentos das margens para os oceanos é retido pelas mesmas. Isso mostra a dimensão do impacto das construções de obras hidráulicas podem causar no ecossistema na bacia em que foram construídas e a importância de se estudar diferentes e complexas respostas aos impactos físicos e ecológicos desses empreendimentos.

De acordo com Bianchini Júnior e Santino (2011); Kemenes et al. (2008) e Silveira e Cruz (2005), por exemplo, a maior fração das plantas submersas (se não forem removidas na formação de reservatórios) morre e entra em decomposição, gerando  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$ , que são liberados para a atmosfera. Parte desses gases é liberada, por difusão ou "ebulição" (dessorção) por meio da interface ar água (CUNHA et al., 2011), como parte do processo autodepurativo do corpo hídrico. Outra fração da biomassa submersa é liberada por baixo da barragem, mediante operação hidráulica das UHEs (CUNHA et al., 2013), pelo canal de fuga para gerar a energia hidrelétrica devido a queda da pressão hidrostática (assim como parte do gás de um refrigerante sai logo que se abre a garrafa!). Uma terceira fração da biomassa é lançada na atmosfera lentamente, por difusão, ao longo do canal dos rios, abaixo das barragens (SILVEIRA e CRUZ, 2005; BRITO, 2008; WEISSEMBERGER et al., 2010; BIANCHINI JUNIOR e SANTINI, 2011). Por estes motivos as características hidrodinâmicas, geométricas e morfológicas dos reservatórios são muito importantes para o gerenciamento de ecossistemas aquáticos.

Bianchini Júnior e Santini (2011) concluíram que o significado da decomposição de detritos de plantas (ramos, folhas, cascas, liteiras), retiradas de reservatórios são afetadas tanto pela qualidade

da água, quanto pelas mudanças temporal-espacial das variáveis físicas, biológicas e químicas dos reservatórios, dependentes das condições aeróbicas e ou anaeróbicas, temperatura e potencial de oxi-redução. No curto prazo, são afetadas também pelas mudanças das características físicas e químicas da água devido a decomposição de compostos químicos pouco estáveis - lábeis ( $t_{1/2} = 0,4$  dia; 14% dos detritos) e a decomposição da fração refratária ( $t_{1/2} = 57$  dias; 86% dos detritos). A decomposição da fração refratária é principalmente afetada pelas condições ambientais e mantém os organismos e os processos relacionados a humificação de partículas de detritos e colmatação de sedimentos. Assim, a mineralização das frações refratárias pode também ser afetada por degradação fotoquímica e pode ser responsável pela lenta perda de massa dos detritos ( $t_{1/2}$  médio = 159 dias; 14% dos detritos) e para a demanda bentônica de oxigênio. Em média, a mineralização da matéria orgânica carbonácea é um processo mais lento do que o decaimento da fração lábil/solúvel, cerca de 127 vezes e mais rápido (2,8 vezes) do que a mineralização da fração refratária (suporte para a fitoplâncton e bacterioplâncton).

Além disso, segundo Bianchini Júnior e Santini (2011), a retirada de vegetação nativa na fase de enchimento do reservatório apresenta diferentes eficiências em relação à diferentes áreas dos reservatórios. Deste modo, o desflorestamento pode ser considerado como uma ação complementar devido às características hidráulicas do reservatório, ou seja, função do baixo tempo de residência, e das quantidades e propriedades químicas dos detritos (TUCCI, 1998).

Cunha et al., (2013) e Kemenes et al., (2008) descrevem, no entanto, que a maioria dos novos reservatórios de UHEs nas regiões tropicais, onde há ainda grande potencial hidrelétrico subexplorado, como em Belo Monte (Xingu), Santo Antônio e Jirau (ambas no rio Madeira), Ferreira Gomes I (Araguari), Santo Antônio (Jari) estão em fase de planejamento ou em construção. Portanto, a escolha das UHEs a serem construídas deveria se basear em uma rigorosa análise de custo benefício, que contabilizasse, além das despesas de construção, manutenção e operação, os custos ambientais. E a

emissão de gases estufa como o  $\text{CO}_2$  deveria ser um dos principais. Esta análise também deveria sempre ser realizada com base na razão do potencial energético (potência gerada/área alagada/emissões).

Neste contexto, segundo Botkin e Keller (2011) e Silveira e Cruz (2005), os efeitos ambientais das barragens mais evidentes são: a) perda de terras, recursos culturais e biológicos na área do reservatório; b) as grandes barragens e reservatórios acarretam um risco potencial de inundação, caso se rompam; c) acúmulo de sedimentos na barragem, que sem a mesma, seria transportado rio abaixo para áreas costeiras (SANTOS, 2012), onde forneceria areia para as praias. Além disso, o sedimento retido na própria barragem tende a assorear o reservatório e reduzir sua vida útil de armazenamento de água; d) mudanças na correnteza quanto na hidrologia e transporte de sedimentos, alterando o ambiente de entrada no rio e os organismos que nele vivem (SANTOS, 2012; CUNHA, 2012; CUNHA et al., 2013); e) fragmentação do ecossistema acima e abaixo do reservatório (BRITO, 2008; FRAGOSO JUNIOR et al, 2009; BÁRBARA et al., 2010; CUNHA, 2012; f) restringem o movimento, rio acima e rio abaixo, de matéria orgânica, nutrientes e organismos aquáticos (BIANCHINI JUNIOR e SANTINI, 2011; WEISSEMBERGER et al., 2010).

Mas as barragens e os seus respectivos reservatórios geralmente são estruturas multifuncionais, tal como previsto em Lei (SANTOS e CUNHA, 2013). Aos que apóiam a construção de barragens e reservatórios argumentam que estes podem ser utilizados tanto para atividades de geração de energia elétrica quanto para atividades recreativas, controle de inundações e maior estabilidade no abastecimento de água (BOTKIN e KELLER, 2011). Por outro lado, as barragens e os reservatórios tendem a dar uma falsa sensação de segurança para a vida ao redor dessa estrutura. As barragens podem falhar e se romper; enchentes podem se originar de rios afluentes que desembocam no rio principal acima da barragem; e as barragens podem não garantir a proteção da população diante de grandes inundações de magnitudes superiores às que foram utilizadas como base de cálculo no projeto de construção



(SILVEIRA E CRUZ, 2005; BOTKIN e KELLER, 2011).

Por estas razões, e outras que causam mudanças de funcionalidade permanentes e adversas ao rio, tanto em termos ecológicos quanto hidrológicos (TUCCI, 1998; SILVEIRA e CRUZ, 2005), há resistência significativa de populações contra a transformação dos rios restantes em uma série de reservatórios com barragens (BIANCHINI JUNIOR e SANTINI, 2011; KEMENES et al., 2008). A justificativa é que, tamanho tem sido os impactos ambientais de barragens ao redor do mundo que, por exemplo nos Estados Unidos, muitas delas foram removidas recentemente, e outras estão em processo de remoção (BOTKIN e KELLER, 2011), o contrário da China, onde se encontra o maior reservatório do mundo com 600 km de extensão, como a de Três Gargantas no rio Yantze. Neste último caso, os efeitos adversos conhecidos das grandes barragens têm inundado cidades, fazendas, sítios arqueológicos importantes e desfiladeiros cênicos, fragmentação de habitats, além de deslocar aproximadamente 2 milhões de pessoas de suas casas.

Com esta visão crítica um grande número de barragens nos EUA, especialmente as menores e ineficientes, tem sido removidas ou estão em estágio de planejamento de remoção com o objetivo de recuperar antigos habitats. Antes da construção das barragens, onde havia salmões e trutas prateadas, estes cardumes de peixes traziam nutrientes do oceano para os rios e paisagem, onde ursos, pássaros e outros animais se alimentavam dos mesmos e "transferiam" seus nutrientes dos oceanos para os ecossistemas florestais (BOTKIN e KELLER, 2011).

### **1.6 Uso da modelagem em cenários ambientais de qualidade da água no rio Araguari-Amapá/Amazônia-Brasil**

O uso de modelos para representar esta complexa realidade física, química e biológica, sempre esteve presente na ciência. Conceitualmente, um modelo é uma hipótese de como um sistema funciona (SMITH e SMITH, 2007). A modelagem de sistemas ecológicos, hidrodinâmicos e biogeoquímicos apresenta alta complexidade porque muitas variáveis estão envolvidas e há inúmeras interações entre elas, o

que, normalmente, impossibilita soluções analíticas para os problemas que se apresentam. Além disso, nem todos os fenômenos que ocorrem nesses sistemas são completamente conhecidos e, portanto, as relações matemáticas que relacionam as variáveis (parametrização), em muitos casos, são empíricas e restritas a determinadas condições (RAJAR et al., 1997; SMITH e SMITH, 2007; FRAGOSO JUNIOR et al., 2009; ROSMAN, 2012).

Por serem os sistemas ambientais altamente complexos, pelos motivos anteriormente expostos, as equações matemáticas que regem tais fenômenos são, em geral, não lineares e necessitam de poderosos *softwares* para sua modelagem mais adequada (BÁRBARA, 2006; BRITO, 2008; SANTOS, 2012; ROSMAN, 2012; CUNHA et al., 2013), de modo que os resultados sejam consistentes e robustos na representação da complexidade dos fenômenos envolvidos.

Outro motivo importante para o uso da modelagem ambiental é o fator econômico. Uma vez que modelos são calibrados e validados permitem a obtenção de respostas rápidas e com boa aproximação da realidade, o que os tornam ferramentas essenciais para o gerenciamento de sistemas aquáticos, facilitando a tomada de decisão (RAJAR e CETINA, 1997; ROSMAN, 2012).

Além disso, o uso de modelos em estudos de ecossistemas difundiu-se significativamente nas últimas décadas, principalmente com o aumento do poder de processamento dos computadores pessoais. Desta forma, utiliza-se normalmente da abordagem numérica para se obter respostas adequadas e mais condizentes com a realidade observada (ROSMAN, 2012).

As complexas interações entre o meio biótico, abiótico e socioeconômico resultantes de mudanças do comportamento do escoamento do corpo d'água devido a dinâmica de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica, a exemplo dos processos de assoreamento e sedimentação em reservatórios, bem como as consequentes interações tróficas nos ecossistemas aquáticos, dependem de variáveis como o número de vínculos da cadeia alimentar, ou da força e da posição da perturbação imposta sobre esta última (FRAGOSO JUNIOR et al., 2009).

Por exemplo, o solo, desagregado e alterado pelo desflorestamento e formação do reservatório, promove um intenso processo de sedimentação, principalmente em áreas de declividade acentuada, as partículas são transportadas para locais mais planos, onde na presença de escoamentos mais lentos se depositam (SOBRINHO, 1996). A deposição de sedimentos nas margens e leitos causa a modificação da secção transversal diminuindo a profundidade do rio, além de provocar alterações no comportamento dinâmico, distribuição e crescimento/consumo de organismos aquáticos. A modificação destes fatores em uma comunidade de fitoplanctons pode ocasionar impactos como a eutrofização do reservatório e transformações bioquímicas na coluna d'água e nos ambientes bentônicos (FRAGOSO JUNIOR, 2004).

Para entender parte desses processos físicos e ecológicos é necessário o uso e aplicação de modelos para permitir análises genéricas e explorar toda a complexidade envolvida nesses processos. Os modelos utilizados no gerenciamento hídrico e ambiental geralmente descrevem o comportamento de um sistema, isto é, são utilizados para reproduzir um fenômeno de interesse sujeito a diferentes entradas (BRITO, 2008; BÁRBARA, 2006, SANTOS, 2012 e CUNHA et al., 2013). Entretanto, também podem ser utilizados para avaliar melhores soluções quando o interesse for otimizar aspectos econômicos, sociais ou ambientais, normalmente indicados por metas de qualidade da água, otimização de geração de energia e custos (FRAGOSO JUNIOR, 2004).

De acordo com Fragoso Junior et al., (2009) a aplicação de modelos está presente em diferentes fases do gerenciamento de recursos hídricos, dependendo do propósito do estudo: a) identificação do estado atual da bacia ou trecho estudado; b) quantificação do volume de carga gerada pela bacia; c) estado do ecossistema aquático; d) testes de alternativas (projeção dinâmica do crescimento de populações, uso do solo e cargas de nutrientes em cenários futuros); e) seleção de cenários que promovam os menores impactos sobre os ecossistemas aquáticos e maximize os benefícios socioambientais e econômicos; f) aplicação, monitoramento e manejo de bacia.

Com base nas descrições anteriores, dois foram os principais motivos do interesse sobre o tema em questão: a) importância ecológica (conservação) de bacias hidrográficas e seus ecossistemas aquáticos ameaçados por impactos ambientais, em especial a implantação de usinas hidrelétricas na Amazônia; e b) importância socioambiental e econômica das águas, principalmente as que apresentam potencial hidrelétrico (CUNHA et al., 2011).

## 2. Material e Métodos

A investigação apresenta caráter eminentemente descritivo e analítico-reflexivo sobre o tema da qualidade da água na Amazônia com base na literatura da área, utilizando como pano de fundo alguns estudos de caso no Estado do Amapá. O objetivo principal de tal descrição é abordar os principais avanços científicos e tecnológicos concernentes a experimentação e modelagem da qualidade da água bem como os principais processos físicos, químicos e biológicos envolvidos que servem como subsídio e suporte à decisão no gerenciamento de ecossistemas aquáticos e recursos hídricos.

Neste aspecto, quatro estudos de caso para o Estado do Amapá, notadamente a bacia do rio Araguari, foram brevemente analisados, segundo uma ordem temporal de publicação: 1) BÁRBARA (2006), 2) BRITO (2008), 3) SANTOS (2012) e 4) CUNHA et al., (2013).

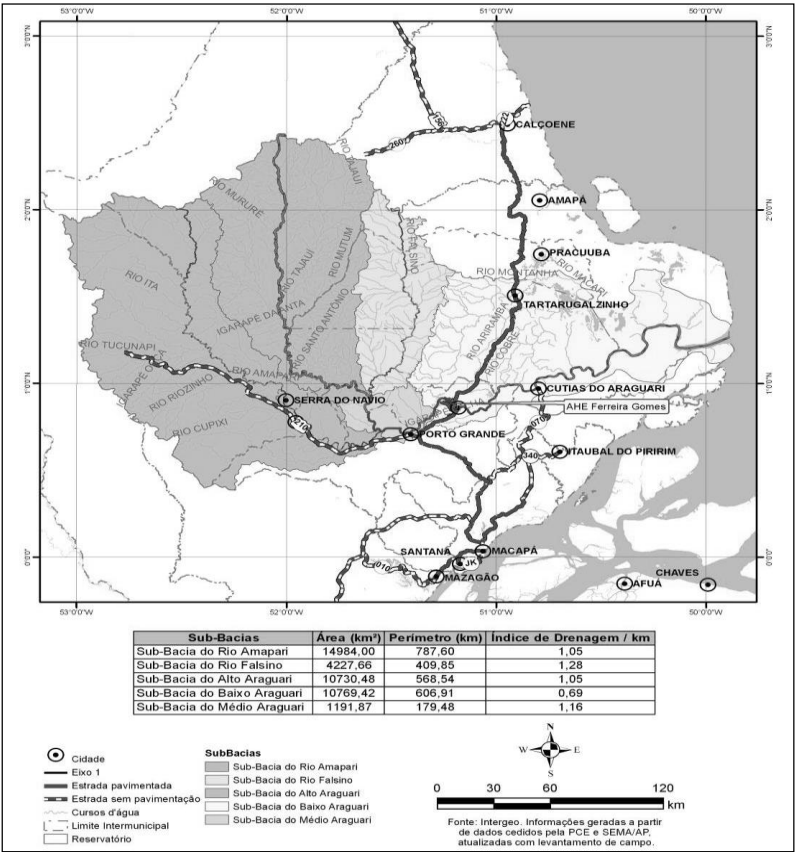
### *Caracterização da Área de Estudo*

De acordo com Souza e Cunha (2010) a bacia do rio Araguari-AP, localizada na região central do Estado do Amapá (Figura-1), apresenta uma área total de aproximadamente 42 mil km<sup>2</sup>, correspondendo a um terço da sua área total. Sua importância ecológica é inestimável e, por estes motivos, seus ecossistemas, hidrologia e qualidade da água têm sido sistematicamente investigados há quase uma década por diversos estudiosos (BÁRBARA, 2006; DIAS, 2007; BRITO, 2008, BÁRBARA et al. 2010; OLIVEIRA et al., 2010; CUNHA et al. 2011; CUNHA et al., 2012, CUNHA, 2012, SANTOS, 2012).

O Rio Araguari pode ser considerado como pertencente à classe de grandes rios e apresenta aproximadamente 617 km de extensão. Nasce na

Serra da Lombada, no Parque Nacional (PARNA) Montanhas do Tumucumaque, e desagua no Oceano Atlântico, ligeiramente ao norte da foz do rio Amazonas (CUNHA et al.,

2011). No trecho superior e médio da bacia, estão sendo instalados empreendimentos hidrelétricos e minerais entre Serra do Navio e Ferreira Gomes (Figura-1).



**Figura 1.** Mapa da bacia hidrográfica do rio Araguaí e abrangência regional (41.896,07 km<sup>2</sup>), ocupando aproximadamente 1/3 da área total do Estado do Amapá. O rio tem extensão de 617 km e índice de drenagem de 0,955/km. Fonte: Adaptado de Ecotumucumaque (2009).

No trecho central do rio, há a Usina Hidrelétrica Coaracy Nunes (UHECN) e outras duas que estão em fase de construção (Usina Hidrelétrica Ferreira Gomes - UHEFG) e licenciamento (Usina Hidrelétrica Cachoeira Caldeirão – UHECC). No Baixo Araguaí, a região a partir da cidade de Ferreira Gomes, destaca-se como atividade econômica a pesca, o ecoturismo e a bubalinocultura extensiva (Santos, 2012).

A bacia do rio Araguaí banha Unidades de Conservação (UC) federais (21.925,7 km<sup>2</sup>), estaduais (7.127 km<sup>2</sup>) e áreas indígenas (2.472 km<sup>2</sup>), correspondendo a 74% de sua área total. No trecho inferior, o declive estimado é da ordem de 1 m em 224 km, com gradiente hidráulico de 0,004 m/km (ELETRONORTE, 1999). Este trecho compreende o baixo Araguaí

e é caracterizado como planície flúvio-marinha (BRITO, 2008; BÁRBARA et al., 2010; SANTOS, 2012).

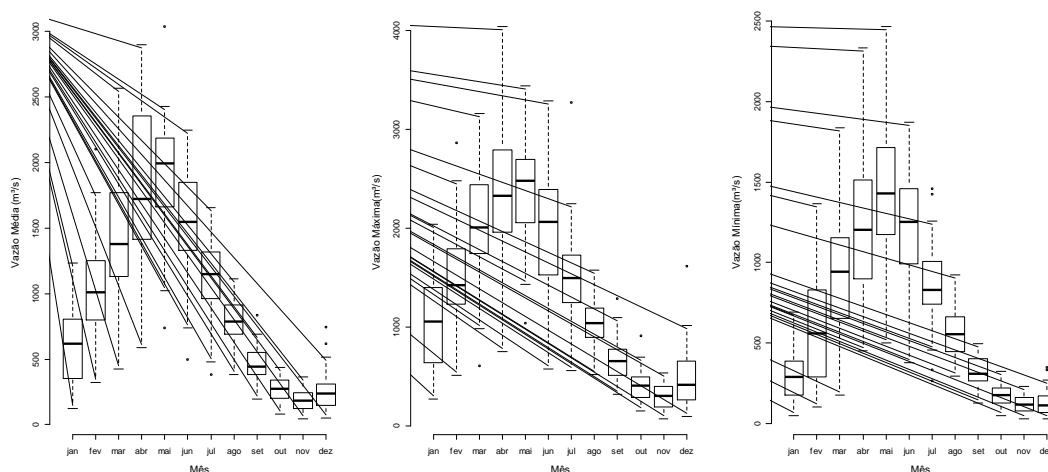
A temperatura do ar na bacia varia, em média, entre 20,0°C e 40,1°C (PROVAM, 1990). A temperatura, como variável climática sazonal, influencia os níveis de concentração de saturação do oxigênio dissolvido na superfície da água (OD<sub>sat</sub>), além de elevar as taxas de reações biogeoquímicas nos ecossistemas aquáticos (BRITO, 2008; BÁRBARA et al., 2010; CUNHA et al., 2012; SANTOS, 2012), principalmente a taxa de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e de absorção de oxigênio ou reaeração atmosférica (CUNHA et al., 2011), alterando também outros processos semelhantes como a nitrificação da amônia.

## Hidrologia

As vazões apresentam um papel ecológico importante e interferem espacial e sazonalmente no equilíbrio ecossistêmico do corpo hídrico, especialmente nos fluxos e interações dos ciclos biogeoquímicos envolvendo solo-água-atmosfera (CUNHA et al., 2011; WARD et al., 2013). Os fluxos hídricos (vazões) são fundamentais como informação e suporte ao gerenciamento de recursos hídricos e normalmente são as principais variáveis de entrada nos modelos de qualidade da água, hidrodinâmica e de dispersão de agentes passivos na água a partir do uso de ferramenta computacional (ELETRONORTE, 1999; DIAS,

2007; CUNHA e SOUZA, 2010; CUNHA et al., 2011; SANTOS, 2012; CUNHA et al., 2013).

Como pode ser observado na Figura-2 há significativa variabilidade sazonal da vazão ao longo do ano no rio Araguari, refletido pela variabilidade de precipitação na bacia (OLIVEIRA et al., 2010). A vazão média mensal varia entre 190 m<sup>3</sup>/s (novembro) e 1916 m<sup>3</sup>/s (maio) (ANA, 2012), atingindo máximas extremas próximas de 4000 m<sup>3</sup>/s, segundo as duas estações climáticas da região (SOUZA et al., 2009; SOUZA e CUNHA, 2010; OLIVEIRA e CUNHA, 2010; NEVES et al., 2011).



**Figura 2.** Vazões médias, máximas e mínimas do rio Araguari obtidas de séries históricas na estação fluviométrica de Porto Platon (0°42'27"N, 51°26'20"O). Período de medição: janeiro/1952 a agosto/1958 e junho/1972 a dezembro/2012 (ANA, 2012 e SANTOS, 2012). A linha central representa a mediana dos dados, os limites da caixa são o 1º e 3º quartis e as linhas pontilhadas equivalem a 1,5 vezes o intervalo interquartil (1º e 3º) ou o maior valor medido, o que for menor. Os círculos vazados significam *outliers* (medidas extremas máximas ou mínimas).

Por outro lado, tem sido pouco explorado da literatura amazônica os efeitos de barragem a jusante (rio abaixo). Segundo Santos (2012) estes necessitam ser melhor considerados. No rio Araguari, em seu extremo leste, denominado de zona estuarina, ocorre as influências de macromarés semidiurnas (amplitudes de até 4 m) e da pororoca (*tidal bore* - com ondas de até 3 m acima do nível médio da superfície da água, dependendo do período sazonal hidrológico).

Neste trecho os efeitos sobre as escalas espaço-sazonal são diários e o comportamento hidrológico ocorre em regime "não-permanente", e as marés têm um papel fundamental sobre o comportamento hidrológico-hidrodinâmico das correntes e na qualidade da água. Na bacia do rio Araguari, este efeito é mais perceptível a partir da

cidade de Cutias do Araguari (Figura-1) (BRITO, 2008), intensificando-se na medida em que se aproxima da foz (SANTOS, 2012).

## 3. Resultados e Discussões: estudos de casos no Rio Araguari

Neste tópico foram sucintamente avaliados quatro estudos de caso envolvendo processos de modelagem hidrodinâmica, qualidade da água e modelagem de dispersão de agentes passivos no escoamento de trechos representativos na bacia do rio Araguari-AP. No Quadro-1 esses referidos estudos ocorreram no intervalo de 2006 a 2012, sendo detalhado apenas os principais resultados e conclusões concernentes à modelagem de sistemas ambientais desses ecossistemas aquáticos tropicais.

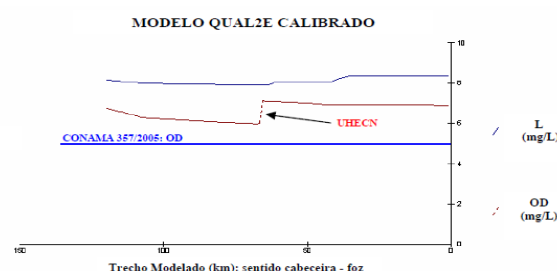
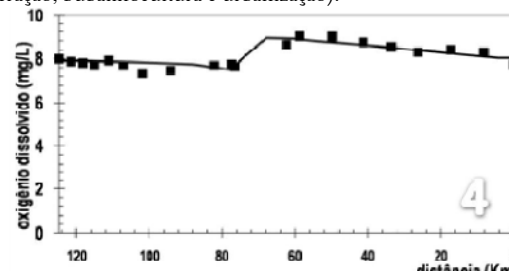
De acordo com a evolução histórica de uso de modelos na bacia do rio Araguari, Bárbara (2006) foi o pioneiro com o uso do modelo Qual2e-Uncas em um trecho do alto e médio rio Araguari, cujo foco principal foi o estudo espacial-sazonal da OD e DBO (Quadro-1, Figura a) em estudos de impactos de barragem.

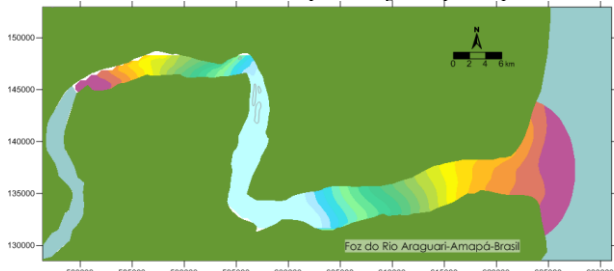
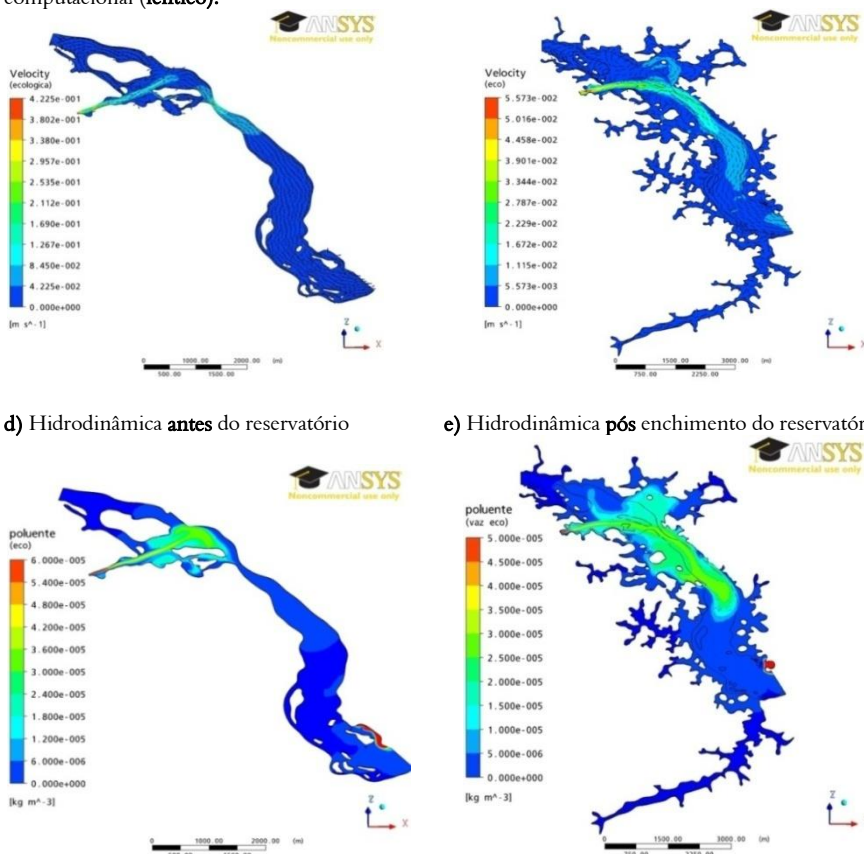
Posteriormente, Brito (2008) otimizou a análise nos mesmos trechos de amostragem e monitoramento de Bárbara (2006), utilizando processos de parametrização, calibração e validação do modelo Qual2kw a partir de algoritmos genéticos. Em ambos os estudos, o escoamento foi considerado como permanente e unidimensional, desconsiderando-se possíveis flutuações laterais ou transversais do escoamento. Entretanto, considerou-se o efeito de barragem em ambos os casos, de tal modo que foram

gerados uma série de cenários da qualidade da água sob várias perspectivas ambientais de uso e ocupação do solo, também com foco principal em OD e DBO (Quadro-1, Figura b).

Santos (2012) estudou a perspectiva o sistema fluvio-marinho do baixo rio Araguari. Em sua análise aprofundou substancialmente o escoamento do rio próximo da foz e sob forte influência de marés utilizando o *software* SisBaHia. Neste caso, a abordagem foi multidimensional do tipo águas rasas (2DH) em regime de escoamento não-permanente e recirculação. Além do escoamento multidimensional, o referido autor complementou sua análise com cálculos sobre as taxas de renovação de agentes passivos na água (salinidade) (Quadro-1, Figura c).

**Quadro 1:** Modelagem de sistemas ambientais e da qualidade da água como suporte ao gerenciamento.

Estudo de Caso	Modelo Utilizado / Referências	Trecho da Bacia Hidrográfica (Canal Principal ou Reservatório) Cenários/Estudo
1. Estudo de Caso no Alto e Médio Araguari - AP	Qual2E-Uncas. (Bárbara, 2006), Bárbara et al., 2010).	<ul style="list-style-type: none"><li>• Qualidade da água (OD x DBO), e demais parâmetros físico-químicos no médio rio Araguari. modelo Qual2E-Uncas - 1D. Extensão de 80 km</li><li>• Análise da influência e impacto de UHCN da confluência do rio Amapari, reservatório da UHCN, até a cidade de Cutias (80km).</li><li>• Análise de sensibilidade e calibração do modelo Qual2E - Uncas.</li></ul>  <p>• <b>Figura a):</b> saída de OD (mg/L) do modelo Qual2E após calibração- Rio Araguari.</p>
2. Estudo de Caso no Alto e Médio Araguari -AP	Qual2kw (Brito, 2006)	<ul style="list-style-type: none"><li>• Qualidade da água no alto e médio rio Araguari (OD x DBO), entre outras variáveis físico-químicas e microbiológicas, com o modelo Qual2kw - Extensão de 120 km.</li><li>• Análise da influência e impacto de UHCN, Ferreira Gomes-I e Cachoeira Caldeirão, desde a confluência do rio Falsino (Flona), reservatório da UHCN, até a cidade de Cutias (120km).</li><li>• Calibração (algoritmo genético) utilizando os dados próprios e validação do modelo com dados de Bárbara (2006).</li><li>• Elaboração de nove cenários da qualidade da água para diversos usos e ocupação do solo (barragens, indústria da mineração, bubalinocultura e urbanização).</li></ul>  <p>• <b>Figura b):</b> saída de OD (mg/L) do modelo Qual2kw após calibração- Rio Araguari.</p>

<p>3. Estudo de Caso na Foz do Araguari-AP (Zona estuarina)</p>	<p>SisBaHia 10.5. - (Santos, 2012)</p>	<p>● Hidrodinâmica 2DH e qualidade da água experimentais (13 parâmetros) no baixo rio Araguari. Uso do modelo SisBaHia 10.5 para escoamento em regime não-permanente e recirculação - 120 km próximos da foz/oceano. ● Modelagem das taxas de renovação das águas (salinidade). ● Análise da influência de montante de barragem e efeito de marés causadas pelo Oceano Atlântico. Trecho de Cutias até a foz do rio Araguari. ● Calibração e validação do modelo hidrodinâmico. ● Quatro cenários hidrodinâmicos e dois cenários sobre taxas de renovação da qualidade da água em diferentes ciclos sazonais de marés. Com destaque na Figura c para o período seco.</p>  <p>● <b>Figura c):</b> Taxa de renovação no estuário do Rio Araguari simulado para o período seco em intervalos de tempo diferentes a partir de 0:00h do dia 19/12/2012.</p>
<p>4. Estudo de Caso - Reservatório de Ferreira Gomes - I. no Médio Rio Araguari-AP</p>	<p>CFX - 11.0. Cunha et al., (2013) - Simulações da hidrodinâmica - vetores de velocidade - Figuras a e c). Simulações com fontes contínuas de massa (poluente genérico à taxas de 0.0006 kg/m<sup>3</sup> - representadas pela cor vermelha Figuras b e d)</p>	<p>● <b>Figura d)</b> Campo de velocidade no canal do reservatório da UHEFG referente à vazão ecológica estimada por dados hidrológicos e simulação computacional (<b>lótico</b>). ● <b>Figura e)</b> Campo de velocidade no reservatório hidráulicamente modificado referente à vazão ecológica estimada por dados hidrológicos e simulação computacional - (<b>lêntico</b>). ● <b>Figura f)</b> Dispersão de plumas para o cenário de "Vazão "Ecológica"; amplitude da velocidade (máximas e mínimas) entre 0,0 m/s a 0,42 m/s (<b>lótico</b>). ● <b>Figura g)</b> Campo de dispersão da pluma de concentração à "vazão ecológica"; amplitude da velocidade (máximas e mínimas) entre 0,0 m/s a 0,05 m/s estimado por dados hidrológicos e simulação computacional (<b>lêntico</b>).</p>  <p>d) Hidrodinâmica <b>antes</b> do reservatório</p> <p>e) Hidrodinâmica <b>pós</b> enchimento do reservatório</p> <p>f) Dispersão plumas <b>antes</b> do reservatório</p> <p>g) Dispersão <b>pós</b> enchimento do reservatório.</p>

No quarto estudo de caso, Cunha et al., (2013) simularam os efeitos hidrodinâmicos e dispersivos antes e pós-barramento do futuro reservatório de Ferreira Gomes I (UHEFG) utilizaram um domínio computacional 3D

(CFX.11.5), simulando emissões ou fontes virtuais de massa no escoamento, as quais representaram poluentes ou agentes passivos do escoamento).

De acordo com as figuras destacadas no Quadro-1 (Figuras d, e, f e g), foi simulado o comportamento dos campos de velocidade e plumas em dispersão de agentes passivos genéricos gerados por três fontes de massa contínuas. Para tanto, consideraram um vertedouro (vazão de entrada esquerda, acima do domínio), o canal de fuga (vazão de entrada esquerda, abaixo do domínio) e uma fonte próxima da saída (vazão no final direito do domínio) para a barragem UHE FG-I).

Foram destacados apenas dois cenários referentes à "vazão ecológica", para antes e após construção do reservatório. Os dados de vazão foram obtidos com base na média de "vazões mínimas" da estação fluviométrica de Porto Planto próxima da UHECN (Figura-2 e Quadro-1). Ou seja, neste caso, todos os cenários foram simulados para o período seco crítico (entre outubro e novembro).

O comportamento hidrodinâmico e dispersivo das plumas considerou que o AHE Ferreira Gomes I opera a "fio d'água", ou seja, com o nível do reservatório "constante". Observa-se que os escoamentos descritos a seguir ocorrem no sentido da esquerda (montante) para a direita (jusante). A "vazão ecológica" ou "potencial de vazão ambiental" depende de vários fatores socioambientais além dos puramente hidrológicos. No referido estudo adotou-se um valor crítico da ordem de 2/3 da vazão mínima para atender aos "mínimos" requisitos de funcionalidade estimados para os ecossistemas aquáticos.

No campo de escoamento hidrodinâmico, o valor da velocidade máxima "ecológica" encontrada no domínio foi da ordem de 0,4 m/s no centro do canal, antes do barramento (Figura d). Na situação de reservatório, os valores variaram entre próximos de zero a valores mínimos da ordem de 0,052 m/s - mesmo no centro do canal. Isto é, o comportamento hidrodinâmico do canal passou a ser dependente somente do fluxo advindo da entrada do canal de fuga da UHECN (Figuras d e f).

Ainda com base nas análises de Cunha et al., (2013), uma consequência relacionada aos menores valores de velocidade nas regiões de recirculação em reservatórios representa uma menor capacidade de dispersar ou diluir agentes passivos no canal modificado (maior parte do

escoamento com cor azul), o que também ocasiona uma maior concentração do agente passivo na zona de jusante da fonte pós barramento (Figura - g).

Ainda referente ao Quadro-1 (Figuras b e d), evidencia-se a importância da hidrodinâmica e dispersão de agentes passivos (plumas) para uma fração da vazão extrema de seca - vazão "ecológica". A pluma resultante apenas da fonte de turbinagem somente se dispersa pelo centro do canal de fuga, pois nestas condições críticas de operação o vertedouro (entrada superior do escoamento de montante) está completamente fechado. A vazão de turbinagem é um procedimento que otimiza e garante operação de máxima geração de energia gerada à montante pela UHECN, em operação, com o mínimo de vazão disponível (com risco de paralisação das turbinas para manter um escoamento "ecológico". Assim, na possibilidade de uso da vazão "ecológica", os impactos das plumas de montante tendem a ser potencialmente maiores do que em vazões superiores, dificultando a dispersão de agentes passivos no reservatório (MACHADO, 2007) e influenciando todo a dinâmica espaço-temporal do ecossistema.

Um exemplo clássico deste efeito (mínimas vazões) pode ser a formação de um campo de velocidade cujo escoamento não seja capaz de diluir facilmente plumas advindos de montante, o que poderia sugerir tendência futura de potenciais efeitos de *bloom* de algas (DOMINGUES e GALVÃO, 2007; LILLEBØ et al., 2005, LIU et al., 2010).

Neste contexto, observa-se a importância de se quantificar escalas espaço-sazonais das variáveis envolvidas em processos hidrológico-ambientais. O que se deduz é que a vazão "ecológica" deve seguir a tendência hidrológica sazonal, aproximando-se do regime natural do rio, que é particular para cada corpo d'água e conhecida como "paradigma das vazões naturais". Entretanto, uma das principais controvérsias da atualidade em estudos de impactos de barragens é a determinação de um único valor de vazão "ecológica", normalmente imposta por decretos ou leis sem critério técnico mais abrangente. Contudo, estes dispositivos têm sido comumente utilizados em outorgas de licenciamento em construção de hidrelétricas, tornando-se um ponto de relativa divergência de diretrizes quanto

a sua efetiva aplicação legal, indicando que as vazões são parâmetros físicos importantes a serem considerados em qualquer estudo de impacto ambiental causado por barragens, sendo o escoamento talvez o componente ecológico central da gestão e conservação desses ecossistemas.

Finalmente, alguns estudos adicionais ainda estão sendo conduzidos no rio Araguari utilizando-se tanto a experimentação quanto análise de modelos e simulação computacional de sistemas estuarinos. Uma especial atenção à zona fluvio-marinha próxima da foz do rio onde alguns processos erosivos já estão ocorrendo e cujas causas estão sendo investigadas.

#### 4. Conclusões

Apresente investigação é uma breve revisão da literatura sobre modelagem e simulação da qualidade da água em rios e reservatórios impactados por barragem, com ênfase em uma bacia hidrográfica do Amapá, notadamente a do rio Araguari-AP, em que foram detalhados os principais fatores ecológicos e antropogênicos que influenciam a qualidade da água nestes ambientes, especialmente quando impactados por construção de barragens na Amazônia. A seguir, foram enumeradas as principais conclusões:

1. A modelagem e a simulação da qualidade da água são ferramentas que permitem analisar toda a complexidade do escoamento natural turbulento, normalmente desconsideradas em estudos da área. A análise do escoamento permite portanto compreender o papel da hidrodinâmica na qualidade da água e suas interações do meio físico e o biótico, como a distribuição de espécies químicas e de organismos aquáticos que habitam zonas lânticas ou lóticicas de rios e reservatórios.

2. A modelagem e a simulação são também úteis para proporcionar uma visão sistêmica e reflexiva sobre o planejamento e monitoramento da qualidade da água em trechos de rios e reservatórios segundo o uso e ocupação do solo, portanto servindo como parâmetro explicativo para estudo da escala espaço-sazonal de diversos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem na bacia hidrográfica e de seus ecossistemas.

3. Mudanças no padrão do escoamento dos rios e reservatórios interferem

simultaneamente em vários fatores abióticos e bióticos do sistema aquático e alteram os gradientes físicos da coluna d'água e do substrato, com impactos na temperatura, disponibilidade de nutrientes, concentrações de gases e matéria orgânica, inclusive e principalmente sobre os efeitos estufa causados pelas interações floresta-rio-atmosfera.

4. Normalmente as escalas espacial-sazonais são diferentes das escalas monitoradas ou padronizadas pelos critérios de gestão. As modificações do regime hidrológico conduzem naturalmente à alteração da velocidade, profundidade do escoamento, regime de transporte de agentes passivos na água e morfologia do leito, influenciando também a intensidade da corrente, e praticamente todos os demais parâmetros da qualidade da água envolvido nos ciclos biogeoquímicos neles presentes.

5. Estudos eminentemente hidrológicos da literatura sugerem que, se somente forem considerados os efeitos do desmatamento na bacia: a) redução da cobertura de floresta aumenta a vazão média do escoamento; b) de modo inverso, o estabelecimento de cobertura florestal, em áreas de vegetação esparsas, reduz a vazão média; c) mas não é possível detectar a influência na vazão média quando o desmatamento for menor que 20%, sendo que cada percentual de retirada de vegetação incorre proporcionalmente (em diferentes níveis, dependendo das características da vegetação) do aumento da vazão. A bacia do rio Araguari encontra-se relativamente preservada (devido as áreas de Unidades de Conservação presentes), mantendo os baixos índices de desmatamento (muito menores que 20%). Desta forma, os resultados das variações espaço-sazonais observados pelos estudos de caso analisados no rio Araguari sugerem que as variações são devidas principalmente às forçantes hidroclimáticas naturais (chuva-vazão).

6. Poucos estudos desta natureza têm sido realizados em ecossistemas estuarinos, como o estudo de caso da foz do rio Araguari, por serem muito complexos devido aos efeitos de marés. Assim, novas estratégias de monitoramento têm sido sugeridas para esses ambientes, de modo que se capture a dinâmica de variações espaço-sazonais em escala semi-diurna em



simultaneidade com as variações hidroclimáticas sazonais, a fim de avaliar efetivamente os parâmetros melhores indicadores de qualidade da água. Assim, tem sido observado que a influência de marés tendem a ser amortecidas em um curto trecho longitudinal do rio não superior a 60-80 km de distância da foz do rio/oceano. A esta zona foi denominada **zona de mistura dinâmica**, devido às intensas e frequentes variações da qualidade da água causados pelas marés oceânicas - e intensificados pelos efeitos do vento e da pororoca -, sendo estes mais expressivos durante o período seco.

7. Finalmente, é importante considerar a visão de que barragens não são estruturas permanentes, similares às pirâmides do Egito. Esta afirmação baseia-se em uma tendência observada na literatura da área de casos de remoção de barragens ineficientes, em prol do movimento de restauração ecológica dos rios, após a remoção das mesmas. Este é definitivamente um novo paradigma enfrentado pelos defensores e contrários à construção de barragens. Seria um novo recomeço da "reconstrução" dos antigos ecossistemas perdidos?

## 5. Agradecimentos

O autor agradece a concessão de apoio financeiro do CNPq, processo 475614/2012-7; e apoio complementar dos Projetos REMAM2/FINEP/CNPq, CENBAM e SUDAM/FADESP/UFPA.

## 6. Referências Bibliográficas

ALLEN, J. R. L. **Physical processes of sedimentation**. George Allen & Unwin Ltd., Londres, 1970.

ARNEZ, F.A. **Análise de Critérios de Outorga do Uso da Água na Bacia do Rio Santa Maria, RS**. Dissertação de mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 162p. 2002.

AMBRIZZI, T.; ARAUJO, M. Sumário Executivo do Volume 1 - **Base Científica das Mudanças Climáticas. Contribuições do Grupo de Trabalho 1 para o 1o Relatório de Avaliação Nacional do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas**. Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. Rio de Janeiro, p.34. 2012.

AMORIM, F. B.; CIDREIRA, T. S. **Alocação de águas em bacias hidrográficas: uma abordagem ambiental**. Monografia (Especialização), Departamento de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia. Salvador. 62 f, 2006.

AMORIM, F. B. e LUZ, L. D. **Regime de vazões ecológicas: garantia da biodiversidade fluvial**. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). 11p. 2006.

ANA. Agência Nacional de Águas –Hidroweb. URL <http://hidroweb.ana.gov.br/>. 2012.

AZEVEDO, I.C., DUARTE, P.M., BORDALO, A. A., Understanding spatial and temporal dynamics of key environmental characteristics in a meso-tidal Atlantic estuary (Douro, NW Portugal). **Estuarine, Coastal and Shelf Science** 76, 620-633. 2008.

BÁRBARA, V. F. **Uso do Modelo QUAL2E no Estudo da Qualidade da Água e da Capacidade de Autodepuração do Rio Araguari – AP (Amazônia)**. 174 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente), Universidade Federal de Goiás, Goiânia. 2006.

BÁRBARA, V.F., CUNHA, A.C., RODRIGUES, A.S.L., SIQUEIRA, E.Q. **Monitoramento sazonal da qualidade da água do rio Araguari - AP. Revista Biociências** 16, 57-72. 2010.

BARON, J. S. *et al.* **Ecosistemas de Agua Dulce Sostenibles. Tópicos en Ecología**. Número 10 Invierno, 2003.

BENETTI, A. D. *et al.* Metodologias para Determinação de Vazões Ecológicas em Rios. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos – RBRH**. Vol. 8, nº 2, 2003.

BENETTI, A. D.; LANNA, A. E.; COBALCHINI, M. S. Current practices for establishing environmental flows in Brazil. **River Research and Applications**, Vol.19, pp.1-18. 2003a.

BENETTI, A. D.; LANNA, A. E.; COBALCHINI, M. S. Metodologias para determinação de vazões ecológicas em rios. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Vol. 8. n 2. PP. 149 – 160. 2003b.

BIANCHINI JUNIOR, I; SANTINO, M.B.C. Model parametrization for aerobic decomposition of plant resources drowned during man-made lakes formation. **Ecological Modelling**. 1263-1271. 222, 2011.

BOTKIN, D. B. KELLER, E. A. **Ciências Ambientais: Terra, um planeta vivo**. Rio de Janeiro- RJ, Gênio-LTC, Sétima Edição. Tradução Vecchia, L. et al, 2011.

BRITO, D.C. **Aplicação do Sistema de Modelagem da Qualidade da Água QUAL2Kw em Grandes Rios: O Caso do Alto e Médio Araguari-AP**. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical da UNIFAP). Amapá. 2008.

CHAPRA, S. **Surface Water-Quality Modelling**. McGraw-Hill Series in Water Resource and Environmental Engineering. Boston-EUA, 833 p. 1997.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia fluvial**. Edgard Blucher, Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo, 1981.

COLLISCHONN, W. *et al.* **Em busca do hidrograma ecológico**. In: XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, João Pessoa. Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2005.

- COSTANZA, R., ARGE, R., GROOT, R.D., FARBERK, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., NEILL, R.V.O., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTONKK, P. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature** 387, 253-260. 1997.
- CUNHA, A.C., BRITO, D.C., CUNHA, H.F.A., SCHULZ, H.E. **Dam Effect on Stream Reaeration Evaluated with QUAL2KW Model: Case Study of the Araguari River, Amazon Region, Amapá State/Brazil**. In: Billibio, C., Hensel, O., Selbach, J. (Eds.), Sustainable Water Management in the Tropics and Subtropics – And Case Studies in Brazil. Fundação Universidade Federal do Pampa, Jaguarão/RS, p. 697. 2011.
- CUNHA, A.C., BRITO, D.C., JUNIOR, A.C.B., PINHEIRO, L.A. DOS R., CUNHA, H.F.A., SANTOS, E.S., KRUSCHE, A.V. **Challenges and Solutions for Hydrodynamic and Water Quality in Rivers in the Amazon Basin**. IN: SCHULZ, H.E., SIMÕES, A.L.A., LOBOSCO, R.J. (Eds.), Hydrodynamics - Natural Water Bodies. InTech, Rijeka/Croácia, pp. 67-88. 2012.
- CUNHA, A.C; BRITO, D. C. e PINHEIRO, L. A. R. **Análise de cenário da qualidade da água no rio Araguari (AP) com o uso do sistema de modelagem Qual2kw: Impactos de Hidrelétricas e Urbanização**. In: Tempo, Clima e Recursos Hídricos: resultados do Projeto Remetap no Estado do Amapá. Ed. Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá – NHMET/IEPA. Macapá, ap. Capítulo 8, p. 135-154. 2010.
- CUNHA, A.C; PINHEIRO, L.A.R e CUNHA, H.F.A. Modelagem e simulação do escoamento e dispersão sazonais de agentes passivos no rio Araguari AP: cenários para o AHE Ferreira Gomes-I - Amapá/Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos - RBRH**. Vol 18, N.1. Jan/Mar. 2013.
- CUNHA, E.D.S. **Levantamento Florístico, Dinâmica Espaço-Temporal e Quantificação da Biomassa do Fitoplâncton dos Rios Araguari e Falsino (Amapá-Brasil)**. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical da Universidade Federal do Amapá. Amapá, 2012.
- DIAS, M.B. **Composição e abundância do fitoplâncton do sudoeste da Reserva Biológica do Lago Piratuba (Amapá, Brasil )**. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas da Universidade Federal do Amazonas.Amazonas, 2007.
- DOMINGUES, R.B. e GALVÃO, H., Impact of reservoir filling on phytoplankton succession and cyanobacteria blooms in a temperate estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** 74, 31-43. 2007.
- DYSON, M., BERGKAMP, G. e SCALON, J. (eds). **Flow: the Essentials of Environmental Flows**. 2nd edition.IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 132p. 2003.
- ELETRONORTE, 1999. Estudos De Inventário Hidrelétrico – Bacia Hidrográfica do Rio Araguari – Estado do Amapá – Relatório Final.
- ECOTUMUCUMAQUE. EIA/RIMA do AHE Cachoeira Caldeirão - Meio Físico. 2009
- FRAGOSO JÚNIOR, C. R. **Simulações da Dinâmica de Fitoplâncton no Sistema Hidrológico do Taim (RS)**. Dissertação de Mestrado. Instituto de Pesquisas Hidráulicas – UFRGS. 2004.
- FRAGOSO JÚNIOR, C. R, et al. **Modelagem Ecológica em Ecossistemas Aquáticos**. Oficina de Textos. São Paulo. 304 p. 2009.
- GALVÃO, D.M.O. **Subsídios à Determinação de Vazões Ambientais em Cursos d'água não regulados: O Caso do Ribeirão Pipiripau (DF/GO)**. Dissertação de Mestrado em Ciências Ambientais. 2008.
- HANH, N. S e FIGI, R. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais de represamento. **Oecol. Bras.** (11) 4: 469-480. 2007.
- HENRY, R. (org). **Os ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos: conceitos, tipos, processos e importância. Estudo de aplicação em lagoas marginais ao rio Paranapanema na zona de sua desembocadura na represa Jurumirim**. In: Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos. São Carlos: RiMa. 349p, 2003.
- JUNK, W. J. *et al.* **The flood pulse concept in river-floodplain system**. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences/Publication: Speciale Canadienne des Sciences Halieutiques et Aquatiques, 1989.
- JUNK, W.J., PIEDADE, M.T.F., SCHÖNGART, J., COHN-HAFT, M., ADENEY, J.M., WITTMANN, F. A Classification of Major Naturally-Occurring Amazonian Lowland Wetlands. **Wetlands** 31, 623-640. 2011.
- KEMMENES, A; FORSBERG, B. e MELACK, J. As hidrelétricas e o aquecimento global. **Ciência Hoje**. Vol. 41, N. 245 (20-25). Jan/Fev. 2008.
- KIM, T.I., CHOI, B.H., LEE, S.W. Hydrodynamics and sedimentation induced by large-scale coastal developments in the Keum River Estuary, Korea. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** 68, 515-528. 2006.
- LILLEBØ, A. I., NETO, J.M., MARTINS, I., VERDELHOS, T., LESTON, S., CARDOSO, P.G., FERREIRA, S.M., MARQUES, J.C., PARDAL, M. A., Management of a shallow temperate estuary to control eutrophication: The effect of hydrodynamics on the system's nutrient loading. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** 65, 697-707. 2005.
- LIU, Y., GUO, H., YANG, P., Exploring the influence of lake water chemistry on chlorophyll a: A multivariate statistical model analysis. **Ecol. Modelling** 221, 681-688. 2010.
- MACHADO, M. B. **Modelagem Tridimensional da Pluma de Poluentes em Rios**. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas – SP, 2007.

- MARINS, J. *Vem aí energia suja. Horizonte Sustentável. Revista Horizonte Geográfico*. N. 145, 56-63, 2013.
- NEVES, D. G., CUNHA, A.C.; SOUZA, E. B. e BARRETO, N. J. C. Modelagem climática regional durante dois anos de extremos de precipitação sobre o Estado do Amapá: teste de sensibilidade aos esquemas convectivos. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v.26, n.4, 287 - 294, 2011.
- NOBRE, A.D. e NOBRE, A.C. O carbono e a Amazônia: incerto conhecimento atual e estratégias de mitigação de emissões. *Ciência e Ambiente* 31. Jul-Dez, p. 39-48. 2005.
- O'KEEFFE, J. **What are environmental flows? background and rationale**. Delft, The Netherlands. Disponível em: <ftp://ftp.ihe.nl/Jay/>. Acessado em 17 mai. 2006.
- OLIVEIRA, L. L., CUNHA, A.C., JESUS, E. S. e BARRETO, N. J. C. Características Hidroclimáticas da Bacia do Rio Araguari-AP. In: **Tempo, clima e recursos hídricos: resultados do Projeto REMETAP no Estado do Amapá**. CUNHA, A.C., SOUZA, E.B. E CUNHA, H.F.A, (Coord). Macapá : IEPA, 216 p. 2010.
- PAROLIN, P.; PIEDADE, M.T.F. e JUNK, W. J. Os rios da Amazônia e suas interações com a floresta. *Ciência e Ambiente* 31. Jul-Dez, p. 49-64. 2005.
- PAULO, R. G. F. **Ferramentas para a determinação de vazões ecológicas em trechos de vazão reduzida: destaque para aplicação do método do perímetro molhado do caso de Capim Branco I**. Dissertação de mestrado da UFMG. Curso de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. UFMG, 96p. 2007.
- PEDRALLI, G.; TEIXEIRA, M. do C. B. **Macrófitas aquáticas como agentes filtradores de materiais particulados, sedimentos e nutrientes**. In: Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos. HENRY, Raoul (org). S. Carlos: RiMa. 349p, 2003.
- PINHERIO, L.A.R. e CUNHA, A.C. Modelagem e simulação da hidrodinâmica superficial e dispersão de poluentes no rio Araguari (AP) aplicados a estudos ambientais de aproveitamento hidrelétrico (AHE). In: **Tempo, clima e recursos hídricos: resultados do Projeto REMETAP no Estado do Amapá**. CUNHA, A.C., SOUZA, E.B. E CUNHA, H.F.A, (Coord). Macapá : IEPA, 216 p. 2010.
- PROVAM. **Programa de Estudos e Pesquisas nos Vales Amazônicos**. Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia. Belém, PA: SUDAM/OEA. v. 1. 189 p. 1990.
- RAJAR, R., CETINA, M., SIRCA, A. Hydrodynamic and water quality modelling: case studies. *Ecological Modelling* 101, 209-228. 1997.
- ROSMAN, P.C.C. Referência Técnica do SisBaHia. COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro-RJ. 2012.
- SMITH, J., SMITH, P. **Environmental Modelling - an Introduction**. 1ª ed. Oxford University Press Inc., New York. 2007.
- SANTOS, E.S., **Modelagem Hidrodinâmica e Qualidade da Água em Região de Pororoca na Foz do Rio Araguari-AP**. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical da Universidade Federal do Amapá). Amapá. 2012.
- SANTOS, P. J. e CUNHA, A.C. Outorga de recursos hídricos e vazão ambiental no Brasil: perspectivas metodológicas frente ao desenvolvimento no setor hidrelétrico na Amazônia. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos - RBRH*. Vol 18, N.3. Jul/Set. 2013 (*in press*).
- SILVEIRA, G. L. e CRUZ, J. C. **Seleção ambiental de barragens: análise de favorabilidades ambientais em escala de bacia hidrográfica**. Editora UFSM (ABRH). Santa Maria - RS. 2005.
- SOBRINHO, G. A. **Aplicação de equações de resistência ao escoamento em um trecho do rio Atibaia/SP**. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas-SP. 1996.
- SOITO JUNIOR, M. e FREITAS, A. Hydroenergy Expansion in the Brasil: vulnerability, impacts e potential adaptations to climatic changes. *Renewable Energy Review*, 2011.
- SOUZA et al., Precipitação sazonal sobre a Amazônia Oriental no período chuvoso: observações e simulações regionais com o RegCM3. *Revista Brasileira de Meteorologia*. v.24, n.2, 111-124, 2009.
- SOUZA, E.B. e CUNHA, A.C. Climatologia de Precipitação no Amapá e Mecanismos Climáticos de Grande Escala. In: **Tempo, clima e recursos hídricos: resultados do Projeto REMETAP no Estado do Amapá**. CUNHA, A.C., SOUZA, E.B. E CUNHA, H.F.A, (Coord). Macapá : IEPA, 216 p. 2010.
- STANFORD, J. A.; WARD, J.V. Revisiting the Serial Discontinuity Concept. *Regul. Rivers: Res. Management*. 17: 303-310, 2001.
- STATZNER, B.; HIGLER, B. Questions and comments on the River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 42: 1038-1044, 1985.
- TUCCI, 1998, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. Associação Brasileira de Recursos Hídricos (Editora Universitária). Rio Grande do Sul. 669p. 1998.
- THOMAZ, S. M. *et al.* **Decomposição das macrófitas aquáticas e sua relação com o pulso de inundação**. In: Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos. HENRY, Raoul (org). São Carlos: RiMa. 349p, 2003.
- VÖRÖSMARTY, C.J., MEYBECK, M., FEKETE, B., SHARMA, K., GREEN, P., SYVITSKI, J.P., Anthropogenic sediment retention: major global impact from registered river impoundments. *Global and Planetary Change* 39, 169-190, 2003.
- VANNOTE, R.L. *et al.* The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. v37, n.1, p.130-137, 1980.
- VIANA, J.P. Physical and chemical post-dam alterations in the Jamari River, a hidrelectric-developed river of the Brazilian Amazon. *Hydrobiologia* 472, 235-247. 2002.
- WARD, J. V.; STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept in lotic ecosystems. In: FONTAINE, T. D. & BARTHEL, S. M., EDS.

Dynamic of lotic ecosystems. **Ann. Arbor. Scien. Michigan**, p. 347-356, 1983.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. **Regul. Rivers: Res. Manage.** 10: 159-168, 1995.

WARD, J.V., ROBINSON, C.R.; TOCKNER, K. Applicability of ecological theory to riverine ecosystems.

**Verh. International Verein. Limnol.** 28: 443-450, 2002.

WARD, N. D; KEIL, R. G.; MEDEIROS, P. M.; BRITO, D. C.; CUNHA, A.C.; DITTMAR, T.; YAGER, P. L; KRUSCHE, . A. V. e RICHEY, J. E. A Degradation of terrestrially derived macromolecules in the Amazon River. **Nature Geoscience**, 13 May, 2013.

WEISSENBERGER, S., LUCOTTE, M., HOUEL, S., SOUMIS, N., DUCHEMIN, É., CANUEL, R., Modeling the carbon dynamics of the La Grande hydroelectric complex in northern Quebec. **Ecological Modelling** 221, 610-620. 2010.